咸水灌溉对凋落物分解及土壤有机碳矿化的影响

韩 欢[1,2]， 袁 萍[3]， 李从娟[1]， 赵红梅[3,4]

（1. 中国科学院新疆生态与地理研究所,干旱区生态安全与可持续发展重点实验室/国家荒漠-绿洲生态建设工程技术研究中心,新疆 乌鲁木齐 830011；2. 中国科学院大学,北京 100049；3. 新疆农业大学资源与环境学院,新疆 乌鲁木齐 830052；4. 新疆土壤与植物生态过程实验室,新疆 乌鲁木齐 830052）

摘 要: 咸水是塔克拉玛干塔中植物园和沙漠公路防护林植被唯一灌溉用水,不仅决定着塔中植物园和防护林人工植被的正常生命运转,而且影响着植物-土壤之间的物质循环,探究咸水灌溉对凋落物分解及土壤有机碳矿化的影响对于理解极端环境物质循环和土壤有机碳固定有重要意义。以塔中植物园胡杨和杜梨叶凋落物为研究对象,结合室内培养的方式,动态研究不同盐浓度咸水添加下凋落物分解特征及土壤有机碳过程。结果表明:(1) 相对于淡水而言,咸水添加通过影响土壤的理化性质而限制凋落物分解速率,尤其是高浓度咸水严重抑制凋落物的分解。(2) 在土壤有机碳的累积矿化过程中,淡水作用下土壤有机碳累积矿化量最大,而15.0 $g\cdot L^{-1}$的咸水添加下土壤有机碳的累积矿化量最小。(3) 凋落物的添加提高了土壤有机碳含量,且土壤有机碳含量处于动态变化过程。总之,适宜浓度的咸水通过影响土壤理化性质和微生物的活动进而限制了凋落物分解和矿化过程,有利于土壤有机碳积累。

关 键 词: 凋落物分解；咸水灌溉；土壤有机碳；矿化速率

文章编号: 1000－6060(2024)12－2030－11(2030～2040)

凋落物是生态系统物质循环和能量流动的重要枢纽,是土壤碳库的重要来源[1]。凋落物分解会影响土壤微生物活性,改变土壤呼吸速率,影响土壤有机碳矿化过程,进而影响土壤碳库动态[2]。荒漠生态系统植被稀少,外来养分输入匮乏。因此,凋落物分解产生的养分是该区土壤重要的养分来源,能够有效改变土壤有机碳的含量和质地[3-4]。荒漠生态系统中土壤养分尤其匮乏,而咸水灌溉有助于土壤养分的积累,为沙漠植物生长提供了潜在的机会[5]。凋落物分解也是干旱区重要的生命周转过程,决定着地下生态系统的物质循环和能量流动,这一生化过程主要受气候、土壤的物理化学环境、凋落物的化学性质和土壤生物群落等因素的综合影响[6-9]。

凋落物分解受土壤湿度的影响显著,土壤含水量的变化导致土壤结构和理化性质发生变化,影响到土壤微生物的活性[10],进而影响到凋落物的分解和土壤有机碳的矿化过程[11]。凋落物分解速率随着土壤含水量的增加而增加[12]。同时,水分的变化会影响森林生态系统有机碳的矿化,一项利用^{13}C标记的凋落物分解实验结果表明,凋落物的添加促进了有机碳的矿化,且相比于21%和45%质量含水量的土壤,33%质量含水量的土壤有机碳矿化量更大[13]。室内实验的结果发现高温高湿的环境中CO_2排放量最大,且室内培养过程发现过度湿润并没有抑制土壤有机碳的矿化作用[14]。

而在干旱区,水分是生态系统的重要限制因子[15],不仅影响着土壤微生物的数量和活性,同时

收稿日期: 2024-03-07； **修订日期:** 2024-05-22

基金项目: 新疆维吾尔自治区杰出青年基金(2022D01E97);国家自然科学基金(32360300)资助

作者简介: 韩欢(1998-),女,硕士研究生,主要从事干旱区凋落物分解等方面的研究. E-mail: hanhuan21@mails.ucas.ac.cn

通讯作者: 李从娟(1982-),女,研究员,主要从事极端环境植物-土壤关系研究. E-mail: licj@ms.xjb.ac.cn

影响着土壤的生物地球化学循环过程[16]。解婷婷等[17]发现干旱胁迫会显著降低玉米秸秆的分解速率，对干旱区凋落物分解有显著的抑制作用。由于特殊的地理和气候因素，地下咸水作为一把双刃剑，为植物生长和土壤物质循环提供水源[18]，同时高浓度咸水又会降低凋落物分解速率，影响凋落物的养分释放，进而影响土壤碳矿化过程和土壤有机碳积累[19-21]。咸水灌溉会影响风沙土的矿化作用。矿化过程是微生物通过复杂的生化过程将有机碳转化为CO_2并释放，已有研究发现，咸水灌溉对土壤CO_2排放有抑制作用，淡水添加下CO_2累积排放量增加1.9%~29.1%[5]。Li等[21]发现随盐度升高凋落物释放CO_2受抑制。盐碱土影响微生物的生命活动，进而影响土壤呼吸和有机碳矿化过程。

塔中植物园位于塔克拉玛干沙漠腹地，园内种有200多种荒漠植物，其中胡杨（*Populus euphratica*）和杜梨（*Pyrus betulifolia*）是2种典型的落叶植物，在植物园咸水灌溉下生长状况良好。已有研究分析了咸水添加下荒漠生态系统中土壤理化性质的变化[18]，但是对于咸水灌溉下土壤CO_2排放和凋落物分解的相关研究较为缺乏。为此，本文采用室内培养实验研究胡杨和杜梨叶凋落物在不同浓度咸水添加下凋落物分解过程，以及风沙土中CO_2的排放和土壤有机碳积累情况，为荒漠生态系统下碳循环过程研究提供参考。

1　材料与方法

1.1　供试土壤及凋落物特征

本实验所用凋落物和土壤样品取自中国科学院塔克拉玛干沙漠研究站（83°36′E，39°01′N）内，该地位于天山南部的塔克拉玛干沙漠腹地，是典型的暖温带干旱气候，海拔1100 m，年均温12.4 ℃，年降水量24.6 mm[22]。培养实验于2023年3月开始，实验前分别测定选用的胡杨和杜梨叶凋落物初始质量，结果如表1所示。

1.2　实验设计及样品分析

1.2.1　凋落物分解　将胡杨和杜梨叶凋落物去除杂物，并在65 ℃下烘48 h备用。称取过筛后的100.00 g新鲜土样，均匀铺在250 mL的锥形瓶瓶底，用超纯水和NaCl配制4种盐浓度的咸水（7.5 g·L^{-1}、15.0 g·L^{-1}、22.5 g·L^{-1}和30.0 g·L^{-1}，分别为S1、S2、S3和S4）和一个淡水（S0，超纯水）的对照，每个处理设3个重复。将不同浓度的咸水加入锥形瓶中，调整土壤含水量到田间持水量的80%，密封后置于25 ℃恒温箱中避光培养5 d。预培养结束后向其中加入2.00 g的简单破碎后的凋落物，保证凋落物与土壤充分混合，空白组（CK）不加凋落物。分解的第15、45、90、180 d进行样品回收，每次回收各个浓度梯度的3种凋落物添加处理（每次回收45个样品）。用保鲜膜封口，并用牙签在膜上扎8个小孔，保持培养瓶内外空气流通。培养期间采用称重法定期校正培养瓶中土壤含水量。

1.2.2　土壤有机碳矿化　在进行凋落物分解实验的同时，将过筛的100.00 g新鲜土样均匀平铺在500 mL培养瓶中，相同预培养处理后添加胡杨和杜梨的叶凋落物各2.00 g，每个处理设置3个重复，将凋落物与风沙土充分混合，再次调节土壤含水量。空白组不添加任何凋落物。CO_2的释放速率采用碱液吸收法测定：将盛有10 mL 0.6 mol·L^{-1}NaOH溶液的离心管悬挂于培养瓶中，确保培养瓶密封良好后，将其置于恒温25 ℃培养箱中培养，分别于第4、7、10、15、25、40、80、120、200 d取出离心管，将其中的NaOH溶液完全倾入250 mL锥形瓶中，加入2 mL 1 mol·L^{-1}$BaCl_2$溶液，再加入3滴酚酞指示剂后轻轻摇匀，立即用0.2 mol·L^{-1}的HCl溶液滴定至红色完全消失。每次取样完成后，开盖通气30 min并称重补水，再将新的碱液离心管放入其中，放回培养箱内继续培养。采用称重法定期校正培养瓶中的土壤含水量。

1.2.3　土壤分析　使用pH计和电导率仪测定样品的pH和电导率。土壤有机碳和凋落物全碳使用浓

表1　凋落物的原始化学特性（平均值±标准误，*n*=3）

Tab. 1　Initial chemical properties of the litters (mean±SE, *n*=3)

物种	全C/g·kg^{-1}	全N/g·kg^{-1}	全P/g·kg^{-1}	C:N	C:P	纤维素/%	木质素/%
胡杨	363.9±6.1b	3.37±0.03b	0.52±0.005b	108.1±3.0a	699.6±18.6a	16.75±0.16a	6.18±0.09b
杜梨	442.7±0.2a	6.66±0.08a	0.83±0.005a	66.5±0.8b	534.8±3.3b	11.53±0.17b	7.06±0.13a

注：同列中的不同小写字母代表存在显著性差异（P<0.05）。

硫酸-重铬酸钾溶液消煮。植物全氮和全磷使用浓硫酸-过氧化氢消解后，使用连续式流动分析仪来测定。使用酸性洗涤法测定凋落物的木质素和纤维素含量[23-24]。

1.2.4 相关指标计算 凋落物质量残留率计算公式：

$$Y=\frac{M_t}{M_0}\times 100\% \tag{1}$$

式中：Y为质量残留率(%)；M_t为分解t时的凋落物质量(g)；M_0为凋落物的初始质量(g)。

采用Olsen负指数衰减模型拟合凋落物分解过程，计算公式如下：

$$Y=\frac{M_t}{M_0}=a\mathrm{e}^{-kt} \tag{2}$$

$$t_{0.5}=\frac{\ln 0.5}{-k} \tag{3}$$

$$t_{0.95}=\frac{\ln 0.05}{-k} \tag{4}$$

式中：a为修正系数；t为分解时间；k为分解常数，$t_{0.5}$为凋落物分解50%需要的时间；$t_{0.95}$为凋落物分解95%需要的时间。

土壤有机碳矿化量的计算公式：

$$C_{\mathrm{N}}=\frac{C_{\mathrm{HCl}}\times\left(V_0-V_1\right)\times M}{2m} \tag{5}$$

式中：C_{N}为土壤有机碳的矿化量(mg·kg^{-1})；C_{HCl}为HCl浓度(mol·L^{-1})；M为CO_2摩尔质量；V_0和V_1分别为空白组和添加凋落物组滴定所消耗HCl的量(mL)；m为培养瓶中土壤质量(kg)。

土壤有机碳矿化速率计算公式：

$$R=\frac{C_{\mathrm{N}}}{t} \tag{6}$$

式中：R为土壤有机碳矿化速率(mg·kg^{-1}·d^{-1})。

土壤有机碳矿化使用一级动力学方程拟合，计算公式为：

$$C_t=C_0\times\left(1-\mathrm{e}^{-kt}\right) \tag{7}$$

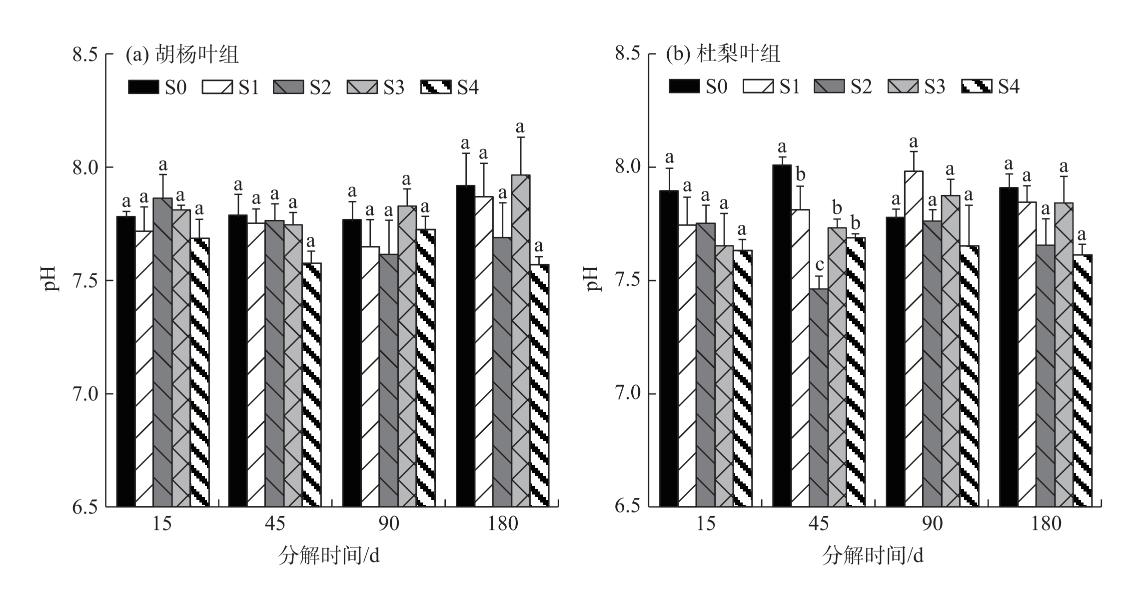
式中：C_t为t时间内的累积矿化量(mg·kg^{-1})；C_0为土壤潜在可矿化有机碳量(mg·kg^{-1})；t为培养时间(d)；k为周转速率常数(d^{-1})。

使用SPSS 26.0软件对数据进行单因素方差分析和Pearson相关性分析，并采用Duncan法进行差异显著性检验。同时使用Origin 2023软件绘图。

2 结果与分析

2.1 土壤pH和电导率

胡杨叶组土壤pH范围在7.57~7.96之间，同一培养时间不同盐浓度下各处理间没有显著差异。杜梨叶组土壤pH范围在7.46~8.01之间，培养45 d时不同浓度咸水添加下出现了显著差异，15、90 d和180 d时各处理间没有差异(图1)。胡杨叶组电导率范围为0.34~3.88 mS·cm^{-1}，杜梨叶组电导率范围为



注：S0为超纯水；S1~S4盐浓度分别为7.5 g·L^{-1}、15.0 g·L^{-1}、22.5 g·L^{-1}、30.0 g·L^{-1}。不同小写字母表示同组间的显著性差异(P<0.05)。下同。

图1 土壤pH动态

Fig. 1 Dynamics of soil pH

0.13~3.65 mS·cm^{-1}，除分解15 d的胡杨叶凋落物添加组外，土壤电导率随盐水浓度的升高而增加（图2）。

2.2　不同浓度咸水添加下胡杨和杜梨凋落物分解特征

不同浓度咸水添加下凋落物质量残留率随着分解时间的推移表现出下降的趋势。2种植物凋落物质量残留率的最低值均出现在S0组。0~15 d凋落物质量残留率下降迅速，随着分解时间的推移下降速率越来越慢。180 d后，不同浓度的咸水添加下，胡杨叶凋落物残留率为48.3%~67.6%，杜梨叶凋落物残留率为52.3%~78.5%，同一浓度咸水添加下，胡杨的质量残留率低于杜梨叶添加组（图3）。

在不同浓度咸水灌溉下，2种凋落物分解的负指数衰减模型决定系数（R^2）在0.62~0.84之间。在同一浓度添加下，胡杨叶的分解速率比杜梨快，因此胡杨叶凋落物分解50%需要5.44~12.37个月，分解95%需要23.50~53.47个月；杜梨叶凋落物分解50%需要6.44~19.03个月，分解95%需要27.82~82.26个月（表2）。杜梨叶凋落物的分解指数与咸水浓度显著负相关（$P<0.05$），而胡杨叶凋落物分解指数与咸水浓度之间没有显著负相关（$P>0.05$）（表3）。

2.3　不同浓度咸水添加下土壤有机碳矿化速率特征

在200 d的室内培养实验过程中，胡杨叶和杜梨叶凋落物在添加不同浓度咸水下土壤有机碳矿

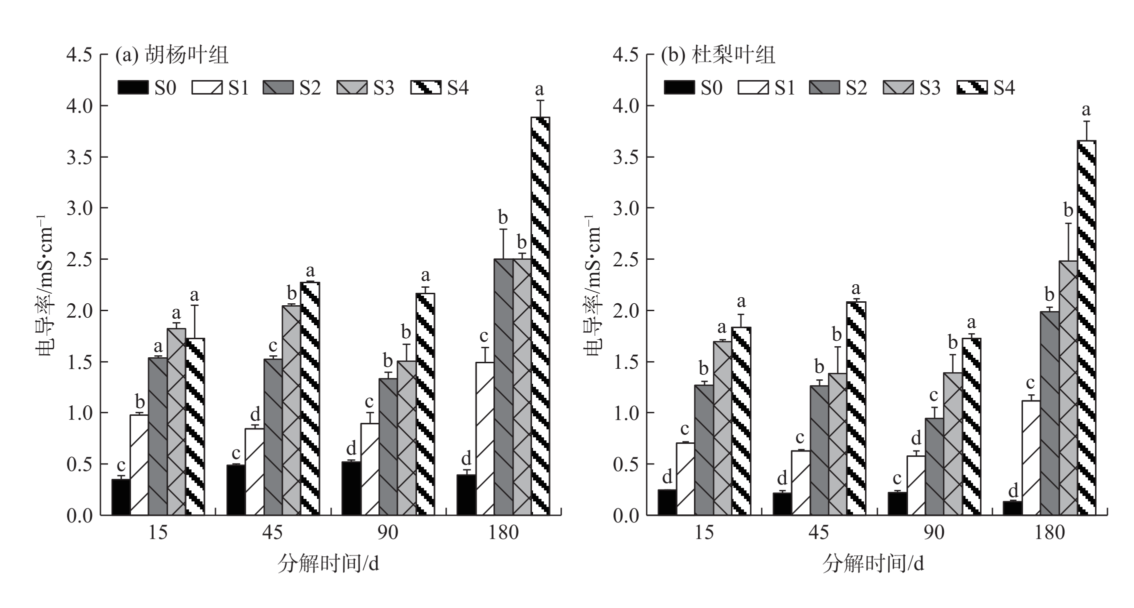


图2　土壤电导率动态

Fig. 2　Dynamics of soil electrical conductivity

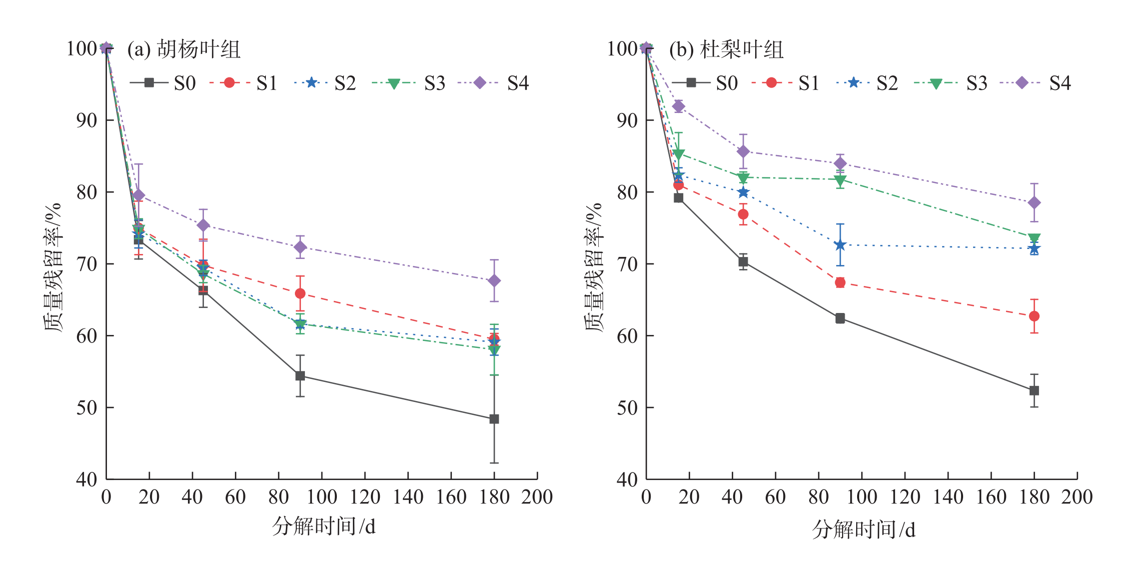


图3　凋落物质量残留率特征

Fig. 3　Characteristics of litter mass remaining

表2 室内分解实验中凋落物分解负指数衰减模型

Tab. 2 Olsen negative exponential modeling of litter decomposition in indoor decomposition experiments

种类	盐浓度/g·L^{-1}	分解模型	分解指数(k)	R^2	$t_{0.5}$/月	$t_{0.95}$/月
胡杨	0.0(S0)	Y=87.29e$^{-0.127t}$	0.127	0.78	5.44	23.50
	7.5(S1)	Y=86.71e$^{-0.078t}$	0.078	0.65	8.84	38.19
	15.0(S2)	Y=86.14e$^{-0.084t}$	0.084	0.64	8.29	35.81
	22.5(S3)	Y=86.46e$^{-0.087t}$	0.087	0.67	7.93	34.26
	30.0(S4)	Y=88.68e$^{-0.056t}$	0.056	0.62	12.37	53.47
杜梨	0.0(S0)	Y=89.88e$^{-0.108t}$	0.108	0.84	6.44	27.82
	7.5(S1)	Y=90.27e$^{-0.075t}$	0.075	0.77	9.28	40.10
	15.0(S2)	Y=90.09e$^{-0.049t}$	0.049	0.62	14.27	61.69
	22.5(S3)	Y=92.31e$^{-0.042t}$	0.042	0.71	16.64	71.91
	30.0(S4)	Y=95.06e$^{-0.036t}$	0.036	0.81	19.03	82.26

注:R^2为模型的决定系数;$t_{0.5}$为凋落物分解50%需要的时间;$t_{0.95}$为凋落物分解95%需要的时间。下同。

表3 咸水浓度与凋落物分解指数k相关关系

Tab. 3 Correlation between saline water concentration and litter decomposition index k

种类	公式	R^2	P
胡杨	y=−0.0017k+0.113	0.89	0.091
杜梨	y=−0.0023k+0.097	0.67	0.017

注:y为咸水浓度;k为分解指数。

化速率的动态变化如图4和图5所示。添加不同浓度咸水下土壤有机碳矿化速率随着时间的变化趋势与S0组基本一致,随着分解时间的推移,矿化速率的差异非常明显,分解的第4、7、10、15 d矿化速率下降迅速,而从80 d开始,矿化速率下降渐渐缓慢,逐渐没有显著差异。2种凋落物的比较中,添加杜梨叶组的初始矿化速率高于胡杨叶组。

不同浓度咸水添加下的土壤有机碳累积矿化量的变化特征如图6所示。随着培养时间推移,不同浓度咸水添加下土壤有机碳累积矿化量逐渐增加。培养200 d后,胡杨叶和杜梨叶凋落物在S0下土壤有机碳累积矿化量最高,且添加胡杨叶组略高于杜梨组,分别为7374.55 mg·kg^{-1}和7083.56 mg·kg^{-1},最低的是S2组,分别为6706.33 mg·kg^{-1}和6035.19 mg·kg^{-1}。

根据一级动力学方程对2种凋落物添加下的土壤有机碳累积矿化量进行模拟。动力学参数的结果如表4所示,胡杨叶组不同浓度咸水添加下土壤潜在可矿化有机碳量(C_0)为6543.21~7108.67 mg·kg^{-1},其中S3>S0>S4>S2>S1;杜梨叶组不同浓度咸水添加下

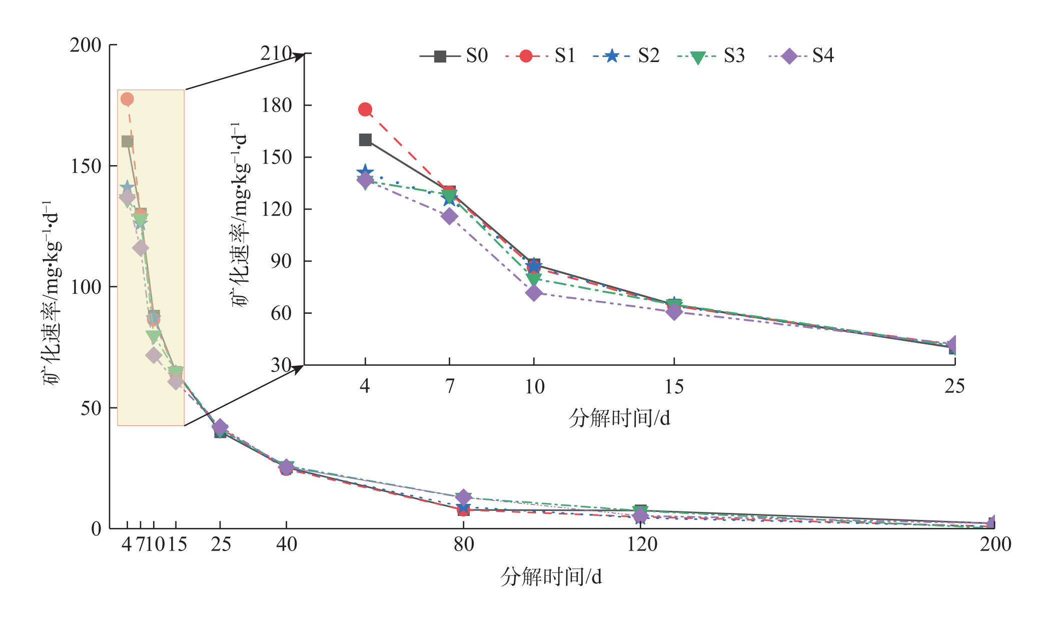


图4 胡杨叶添加后土壤有机碳矿化速率曲线

Fig. 4 Soil organic carbon mineralization rate curves after *Populus euphratica* litter addition

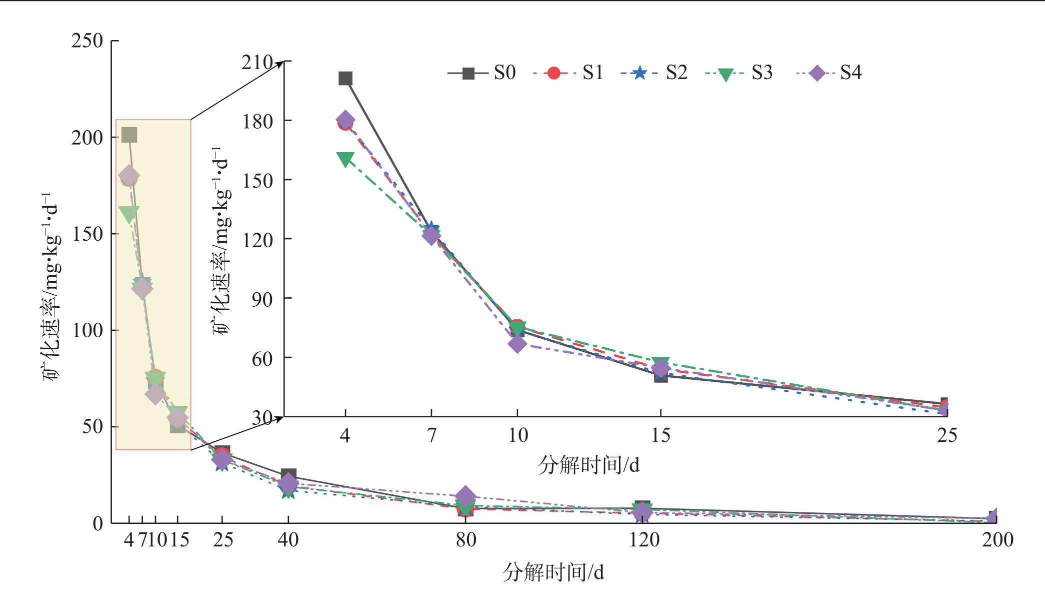


图5　杜梨叶添加后土壤有机碳矿化速率曲线

Fig. 5　Soil organic carbon mineralization rate curves after *Pyrus betulifolia* litter addition

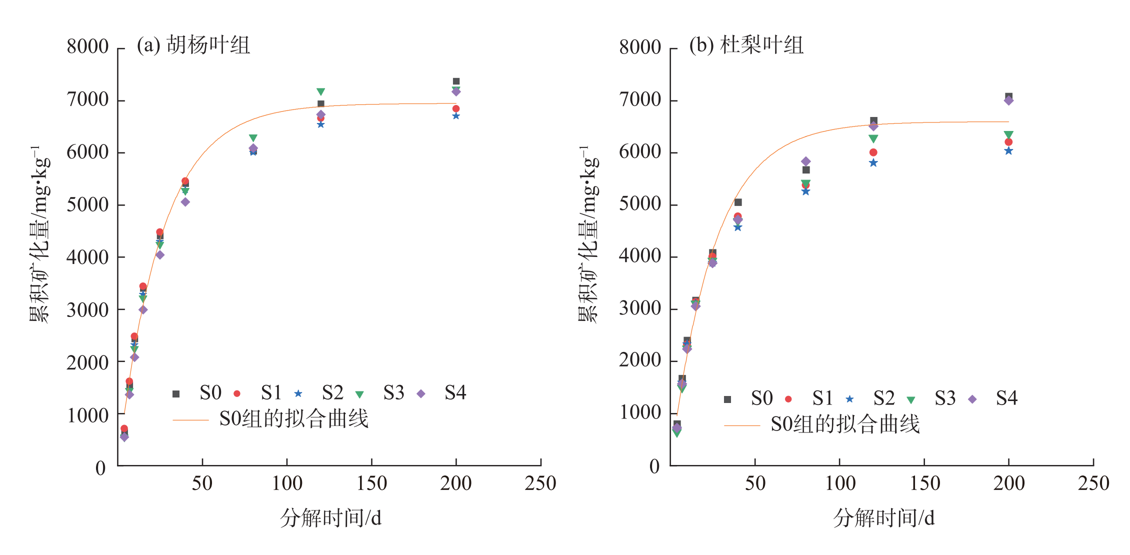


图6　土壤有机碳累积矿化量曲线

Fig. 6　Curves of cumulative mineralization of soil organic carbon

C_0为5735.28~6613.02 mg·kg^{-1}，其中S4>S0>S3>S1>S2。添加2种叶凋落物后土壤有机碳矿化50%需要的时间S4组高于S1组和S2组。

2.4　不同凋落物添加下土壤有机碳含量变化特征

从图7可以看出，添加凋落物促进土壤有机碳的积累，添加胡杨和杜梨叶凋落物组的土壤有机碳范围分别在1.13~2.35 g·kg^{-1}和0.85~2.23 g·kg^{-1}，而不添加凋落物的土壤有机碳范围在0.44~1.27 g·kg^{-1}。

由图7可知，不同浓度咸水添加下土壤有机碳的含量处于动态变化过程。第15 d，S0组土壤有机碳含量较高，尤其是胡杨叶组。第45 d，S1胡杨叶组的土壤有机碳含量显著较高(P<0.05)，S2杜梨叶组土壤有机碳含量较高(P<0.05)。第90 d，S2组2种凋落物添加组土壤有机碳显著低于其他浓度(P<0.05)，S3杜梨叶组土壤有机碳含量显著高于其他浓度(P<0.05)。第180 d，S1组和S2组胡杨凋落物添加下土壤有机碳含量显著高于其他浓度(P<0.05)，S2组杜梨叶凋落物添加下土壤有机碳含量显著高于其他浓度(P<0.05)。

3　讨　论

3.1　咸水浓度对凋落物分解过程的影响

咸水添加对土壤的基本理化性质有一定影响[25]，不同浓度咸水灌溉下的土壤盐分分布特征存在差

表4 不同浓度咸水下胡杨和杜梨叶土壤矿化的动力学参数

Tab. 4 Dynamics parameters of soil mineralization in *Populus euphratica* and *Pyrus betulifolia* under the addition of saline water with different concentration levels

类型	浓度	C_0/mg·kg^{-1}	k/d^{-1}	R^2	$t_{0.5}$ /d
胡杨	S0	6949.67	0.039	0.982	17.77
	S1	6628.17	0.044	0.990	15.72
	S2	6543.21	0.041	0.989	16.74
	S3	7108.67	0.035	0.990	19.67
	S4	6901.68	0.034	0.991	20.54
杜梨	S0	6599.58	0.039	0.979	17.70
	S1	5928.81	0.045	0.987	15.43
	S2	5735.28	0.046	0.985	15.06
	S3	6125.18	0.041	0.983	17.02
	S4	6613.02	0.036	0.985	19.49

注：C_0为土壤潜在可矿化有机碳量；k为周转速率常数。

异[26]，咸水灌溉改变了土壤的理化性质，随着灌溉水浓度的增加土壤中盐离子含量也在上升[27]。室内培养试验中，添加咸水对土壤的pH影响较小，尤其是在胡杨凋落物添加组。但是，咸水添加明显改变了土壤的电导率，且随着添加咸水的浓度增加，电导率呈现明显的上升趋势。添加咸水改变了土壤的基本理化性质，进而会影响土壤中的微生物活动，可能对凋落物的分解过程产生影响[28]。

在室内培养实验过程中，咸水添加下不同种类凋落物的分解过程类似(图3)。盐分对杜梨叶凋落物的分解有显著抑制作用(P<0.05)，这与Li等[21]的研究结果一致。盐水添加下凋落物的分解速率显著低于淡水处理[21]，在本实验中，胡杨和杜梨叶凋落物作为风沙土的主要碳源，咸水的添加可能抑制了它们的矿化分解过程。但是咸水浓度对胡杨的分解速率没有显著的影响，表明凋落物的分解可能与其他因素有关[29]。随着分解过程的不断进行，凋落物质量不断下降，可利用的底物不断减少，因而凋落物的分解速率逐渐下降，这是室内实验与野外实际分解的不同之处，无法保证持久稳定的外源凋落物的输入。

3.2 咸水浓度对土壤有机碳矿化的影响

咸水浓度影响了土壤和微生物的呼吸作用，进而影响了土壤有机碳的矿化过程[19]。在室内培养实验中，前期的土壤有机碳矿化速率高且下降速度快，说明土壤有机碳矿化作用在凋落物分解初期较强烈，尤其是在4~15 d，这可能与分解初期凋落物质量损失快速的下降有关。首先凋落物的添加刺激了土壤微生物本身的呼吸作用，微生物活性增强，释放出较高浓度的CO_2[30]。同时在分解初期凋落物中易分解物质快速流失[31]，有机质转变为CO_2，碳矿化作用强烈。并且当新鲜凋落物进入到土壤中时，由于激发效应刺激了土壤旧有机质的分解[32]，凋落物在分解过程中会释放CO_2。三者的共同作用导致分解初期土壤有机碳的矿化作用强。而后期微生物可利用的底物数量和质量下降，CO_2的释放量也逐渐下降。有研究发现，凋落物CO_2释放速率随时间推移逐渐下降最终趋于稳定，张少磊等[5]使用风沙土进行沙拐枣凋落物室内培养实验，发现土壤CO_2的排放速率表现出前期较快而后下降并最终趋

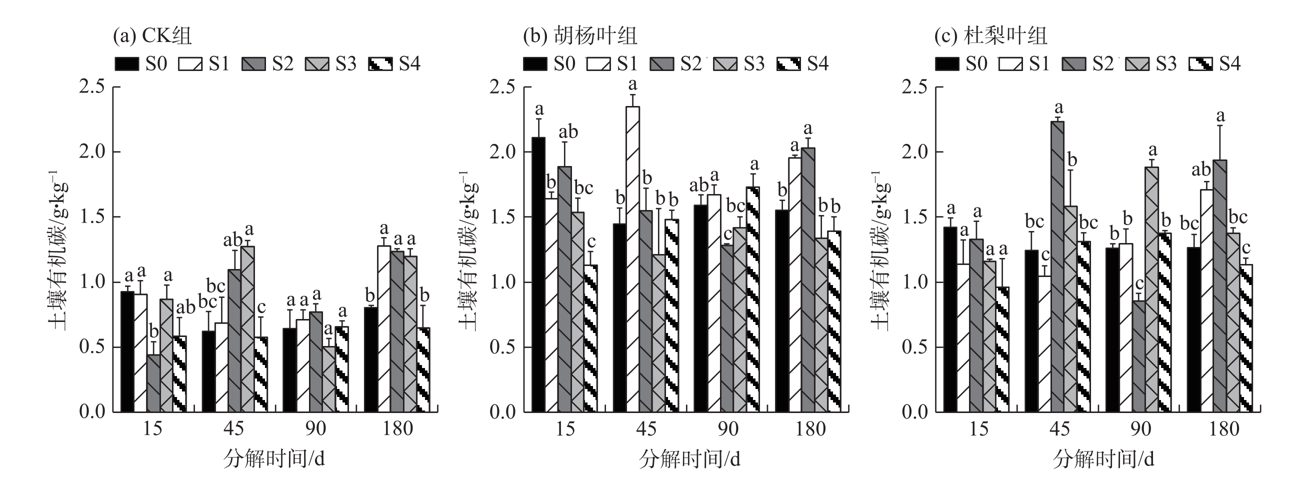


图7 土壤有机碳含量动态

Fig. 7 Dynamics of soil organic carbon

于稳定的趋势。

在陆地生态系统中，凋落物的分解作用一方面会释放 CO_2，另一方面会影响土壤本身的有机碳矿化作用[33]。土壤有机碳的矿化与两方面因素有关，生物因素方面包括土壤动物呼吸、微生物呼吸和植物根系呼吸以及非生物的碳的化学氧化作用[34-35]，而室内实验中主要涉及微生物呼吸。前人的室内实验结果发现，灌溉水浓度上升，风沙土中的微生物对碳源的利用强度呈降低趋势[36]。淡水添加下 CO_2 累积排放量均高于咸水灌溉，这可能与咸水灌溉抑制土壤微生物活性有关[37]。但在15.0 $g\cdot L^{-1}$ 的咸水灌溉下，土壤的累积矿化量最低，这可能与该浓度下微生物的活性有关。有研究发现，咸水灌溉对微生物的丰度和多样性没有显著影响，但是改变了微生物的群落结构[27]，高浓度下可能更适宜耐盐微生物的活动，因此还需要加强不同浓度盐水添加下微生物群落结构的分析[38]。

3.3 咸水浓度对土壤有机碳积累的影响

凋落物分解促进了土壤有机碳的积累，改善了土壤的质量[39-40]，尤其对于没有外源养分输入的荒漠生态系统。凋落物本身是土壤植物源碳的主要来源[41]，同时微生物可以通过取食和分解凋落物供给自身的生命周转[42-43]，完成生命循环，最终实现微生物源碳积累。在分解的180 d过程中，不同浓度的咸水添加下土壤有机碳含量处于动态变化过程，这可能与凋落物分解转化为土壤有机碳被固定和土壤有机碳矿化为 CO_2 释放之间的平衡有关，凋落物通过微生物的分解作用转化为土壤有机碳，通过微生物的呼吸作用，土壤有机碳被矿化为 CO_2 释放，微生物对凋落物和土壤有机碳的利用过程也是碳输入和输出的平衡过程[44-45]。而在分解180 d后，15.0 $g\cdot L^{-1}$(S2)的土壤有机碳的含量最高，土壤有机碳的矿化量最低，且凋落物中含有部分的碳残留，能够最大限度地将有机碳留存在土壤和凋落物中，不被转化为 CO_2 释放到大气中去，可以考虑进一步探索该浓度咸水下碳周转过程，提高咸水利用价值。

同时由于室内培养实验后期无外源碳输入，随时间推移，微生物的底物逐渐被消耗，可能有更多的微生物残体进入土壤，成为有机碳的重要组分，因而还需加强对不同阶段土壤有机碳源的界定[41,46]。咸水浓度会影响土壤呼吸和微生物活性[19]，因此咸水灌溉对塔中植物园与沙漠公路防护林土壤固碳作用的影响需要进一步的研究。

4 结 论

通过对凋落物室内培养实验分解特征和土壤有机碳矿化速率以及积累情况的分析，淡水添加下2种凋落物分解速率最快，土壤有机碳矿化量最高。咸水浓度会影响2种凋落物的分解速率和土壤有机碳矿化速率，添加凋落物可以促进土壤有机碳的积累，土壤有机碳含量随分解时间发生动态变化。分解180 d后，15.0 $g\cdot L^{-1}$ 的咸水添加下更有利于土壤有机碳的固定。

参考文献(References)

[1] Krishna M P, Mohan M. Litter decomposition in forest ecosystems: A review[J]. Energy, Ecology and Environment, 2017, 2(4): 236-249.

[2] Córdova S C, Olk D C, Dietzel R N, et al. Plant litter quality affects the accumulation rate, composition, and stability of mineral-associated soil organic matter[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 125: 115-124.

[3] Gómez R, Asencio A D, Picón J M, et al. The effect of water salinity on wood breakdown in semiarid Mediterranean streams[J]. Science of the Total Environment, 2016, 541: 491-501.

[4] Zhang X M, Wang Y D, Zhao Y, et al. Litter decomposition and nutrient dynamics of three woody halophytes in the Taklimakan Desert Highway Shelterbelt[J]. Arid Land Research and Management, 2017, 31(3): 335-351.

[5] 张少磊, 张建国, 常闻谦, 等. 凋落物添加条件下咸水灌溉对风沙土 CO_2 排放及化学性质的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(11): 3639-3646. [Zhang Shaolei, Zhang Jianguo, Chang Wenqian, et al. Effects of saline irrigation on CO_2 emission and chemical properties of aeolian sandy soil under litter addition[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(11): 3639-3646.]

[6] Zhang D Q, Hui D F, Luo Y Q, et al. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: Global patterns and controlling factors[J]. Journal of Plant Ecology, 2008, 1(2): 85-93.

[7] Huang G, Zhao H M, Li Y. Litter decomposition in hyper-arid deserts: Photodegradation is still important[J]. Science of the Total Environment, 2017, 601-602: 784-792.

[8] Rath K M, Murphy D N, Rousk J. The microbial community size, structure, and process rates along natural gradients of soil salinity[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 138: 107607, doi: 10.1016/j.soilbio.2019.107607.

[9] 王嘉年, 李向义, 李成道, 等. 自然光照和荫蔽条件下两种荒漠植物叶片凋落物分解特征研究[J]. 干旱区地理, 2023, 46(6): 949-957. [Wang Jianian, Li Xiangyi, Li Chengdao, et al. Decom-

position characteristics of two desert plant leaf under natural light and shade environment[J]. Arid Land Geography, 2023, 46(6): 949−957.]
[10] Zhang J W, Qin T L, Xiao S B, et al. Research advances on carbon-water relationship of forest litter-soil interface[J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2022, 31(4): 3919−3928.
[11] 孟盈盈, 张黎明, 远勇帅, 等. 土壤水分含量和凋落物特性对陌上菅细根和叶片凋落物分解的影响[J]. 环境科学研究, 2021, 34(3): 707−714. [Meng Yingying, Zhang Liming, Yuan Yongshuai, et al. Effects of soil moisture content and litter quality on decomposition of *Cares thunbergii* fine roots and leaf litter[J]. Research of Environmental Sciences, 2021, 34(3): 707−714.]
[12] Jin V L, Haney R L, Fay P A, et al. Soil type and moisture regime control microbial C and N mineralization in grassland soils more than atmospheric CO_2-induced changes in litter quality[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 58: 172−180.
[13] Wang Q, Zeng Z, Zhong M. Soil moisture alters the response of soil organic carbon mineralization to litter addition[J]. Ecosystems, 2016, 19(3): 450−460.
[14] Larionova A A, Maltseva A N, Lopes de Gerenyu V O, et al. Effect of temperature and moisture on the mineralization and humification of leaf litter in a model incubation experiment[J]. Eurasian Soil Science, 2017, 50(4): 422−431.
[15] 姜萍, 原野. 新疆植被总初级生产力对大气水分亏缺的响应[J]. 干旱区地理, 2024, 47(3): 403−412. [Jiang Ping, Yuan Ye. Responses of vegetation gross primary production to vapor pressure deficit in Xinjiang[J]. Arid Land Geography, 2024, 47(3): 403−412.]
[16] Wu L, Zhang Y, Guo X, et al. Reduction of microbial diversity in grassland soil is driven by long-term climate warming[J]. Nature Microbiology, 2022, 7(7): 1054−1062.
[17] 解婷婷, 单立山, 张鹏. 不同水分条件下杨树-玉米复合系统凋落物分解特性[J]. 生态学报, 2022, 42(19): 8041−8049. [Xie Tingting, Shan Lishan, Zhang Peng. Litter decomposition characteristics of poplar-maize agroforestry system under different water conditions[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(19): 8041−8049.]
[18] Li C J, Lei J Q, Zhao Y, et al. Effect of saline water irrigation on soil development and plant growth in the Taklimakan Desert Highway Shelterbelt[J]. Soil and Tillage Research, 2015, 146: 99−107.
[19] 李燕强, 王振华, 叶含春, 等. 灌溉水矿化度对棉田土壤呼吸速率的影响[J]. 干旱区研究, 2023, 40(3): 392−402. [Li Yanqiang, Wang Zhenhua, Ye Hanchun, et al. Effect of the salinity of irrigation water on soil respiration rate in cotton field[J]. Arid Zone Research, 2023, 40(3): 392−402.]
[20] 王维奇, 王纯, 刘白贵. 盐度对湿地枯落物分解过程中碳氮磷化学计量比的影响[J]. 中国环境科学, 2012, 32(9): 1683−1687. [Wang Weiqi, Wang Chun, Liu Baigui. Effect of salinity on carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry during the decomposition of wetland litter[J]. China Environmental Science, 2012, 32(9): 1683−1687.]
[21] 胡伟芳, 曾从盛, 张美颖, 等. 盐度和水淹对短叶茳芏枯落物分解和二氧化碳释放的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(10): 4011−4018. [Hu Weifang, Zeng Congsheng, Zhang Meiying, et al. Effect of salinity and inundation on the decomposition of *Cyperus malaccensis* litter and carbon dioxide release[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37(10): 4011−4018.]
[22] Li C J, Wang Y D, Lei J Q, et al. Damage by wind-blown sand and its control measures along the Taklimakan Desert Highway in China[J]. Journal of Arid Land, 2020, 13(1): 98−106.
[23] 袁萍, 韩欢, 赵红梅, 等. 裸露与沙埋对极端干旱区凋落物分解和养分释放的影响[J]. 干旱区研究, 2024, 41(2): 293−300. [Yuan Ping, Han Huan, Zhao Hongmei, et al. Effects of bare versus sand burial on the decomposition and nutrient release of apophyges in extremely arid zones[J]. Arid Zone Research, 2024, 41(2): 293−300.]
[24] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000: 12−14, 74−77. [Lu Rukun. Soil and agro-chemistry analytical methods[M]. Beijing: Chine Agricultural Science and Technology Press, 2000: 12−14, 74−77.]
[25] Yang G, Liu S H, Yan K, et al. Effect of drip irrigation with brackish water on the soil chemical properties for a typical desert plant (*Haloxylon ammodendron*) in the Manas River Basin[J]. Irrigation and Drainage, 2020, 69(3): 460−471.
[26] 蒙慧敏, 占车生, 胡实, 等. 大型灌区土壤水盐运移模拟研究进展[J]. 干旱区地理, 2024, 47(9): 1566−1576. [Meng Huimin, Zhan Chesheng, Hu Shi, et al. Research progress on stimulation of soil water-salt transport in large-scale irrigation districts[J]. Arid Land Geography, 2024, 47(9): 1566−1576.]
[27] Ding B, Bai Y, Guo S, et al. Effect of irrigation water salinity on soil characteristics and microbial communities in cotton fields in southern Xinjiang, China[J]. Agronomy, 2023, 13(7): 1679, doi: 10.3390/agronomy13071679.
[28] 杜思垚, 陈静, 刘佳炜, 等. 基于宏基因组学揭示咸水滴灌对棉田土壤微生物的影响[J]. 环境科学, 2023, 44(2): 1104−1119. [Du Siyao, Chen Jing, Liu Jiayi, et al. Revealing the effect of saline water drip irrigation on soil microorganisms in cotton fields based on metagenomics[J]. Enviornmental Science, 2023, 44(2): 1104−1119.]
[29] 丁艳, 张晓雅, 高俊琴, 等. 水分变化对若尔盖高寒湿地木里薹草(*Carex muliensis*)枯落物分解及CO_2排放的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(8): 1027−1033. [Ding Yan, Zhang Xiaoya, Gao Junqin, et al. Effects of water change on decomposition and CO_2 emission of litter of *Carex muliensis* in Zoige alpine wetland[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(8): 1027−1033.]
[30] Yan W M, Zhong Y Q W, Zhu G Y, et al. Nutrient limitation of litter decomposition with long-term secondary succession: Evidence from controlled laboratory experiments[J]. Journal of Soils and Sediments, 2020, 20(4): 1858−1868.

[31] Li H X, Ma H L, Yin Y F, et al. Dynamic of labile, recalcitrant carbon and nitrogen during the litter decomposition in a subtropical natural broadleaf forest[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2023, 47(5): 618−628.

[32] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32: 1485−1498.

[33] 王瑗华, 苏以荣, 李杨, 等. 稻草还田条件下水田和旱地土壤有机碳矿化特征与差异[J]. 土壤学报, 2011, 48(5): 979−987. [Wang Aihua, Su Yirong, Li Yang, et al. Characteristics of mineralization of soil organic carbon in paddy and upload with rice straw incorporated and differences between the two[J]. Acta Pedologica Sinica, 2011, 48(5): 979−987.]

[34] Kéraval B, Lehours A C, Colombet J, et al. Soil carbon dioxide emissions controlled by an extracellular oxidative metabolism identifiable by its isotope signature[J]. Biogeosciences, 2016, 13 (22): 6353−6362.

[35] Yalu H, Chengfu Z, Runcai G, et al. Effects of salinity and pH change conditions on organic carbon mineralization in saline alkali land[J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2023, 32(6): 5885−5897.

[36] Wichern J, Wichern F, Joergensen R G. Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils[J]. Geoderma, 2006, 137(1−2): 100−108.

[37] 李会文, 管瑶, 贺兴宏, 等. 咸淡水组合灌溉模式对棉田土壤CO_2日排放特征影响[J]. 灌溉排水学报, 2023, 42(7): 60−67. [Li Huiwen, Guan Yao, He Xinghong, et al. Effects of irrigation with mixed saline and fresh waters on CO_2 emission from cotton fields [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2023, 42(7): 60−67.]

[38] 郭晓雯, 杜思垚, 王芳霞, 等. 长期咸水滴灌对棉田土壤细菌和真菌群落结构的影响[J]. 新疆农业科学, 2022, 59(12): 2909−2923. [Guo Xiaowen, Du Siyao, Wang Fangxia, et al. Effects of long-term saline water irrigation on soil bacteria and fungi community structure in cotton field[J]. Xinjiang Agricultural Sciences, 2022, 59(12): 2909−2923.]

[39] 李学斌, 陈林, 吴秀玲, 等. 荒漠草原4种典型植物群落枯落物分解速率及影响因素[J]. 生态学报, 2015, 35(12): 4105−4114. [Li Xuebin, Chen Lin, Wu Xiuling, et al. Litter decomposition rates and influencing factors of four typical plant communities in desert steppe[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(12): 4105−4114.]

[40] 苏卓侠, 苏冰倩, 上官周平. 植物凋落物分解对土壤有机碳稳定性影响的研究进展[J]. 水土保持研究, 2022, 29(2): 406−413. [Su Zhuoxia, Su Bingqian, Shangguan Zhouping. Advances in effects of plant litter decomposition on the stability of soil organic carbon[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2022, 29(2): 406−413.]

[41] Whalen E D, Grandy A S, Sokol N W, et al. Clarifying the evidence for microbial- and plant-derived soil organic matter, and the path toward a more quantitative understanding[J]. Global Change Biology, 2022, 28(24): 7167−7185.

[42] Zhou Y, Pei Z Q, Su J Q, et al. Comparing soil organic carbon dynamics in perennial grasses and shrubs in a saline-alkaline arid region, northwestern China[J]. PLoS ONE, 2012, 7(8): e42927, doi: 10.1371/journal.pone.0042927.

[43] Cotrufo M F, Haddix M L, Kroeger M E, et al. The role of plant input physical-chemical properties, and microbial and soil chemical diversity on the formation of particulate and mineral-associated organic matter[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2022, 168: 108648, doi: 10.1016/j.soilbio.2022.108648.

[44] Bradford M A, Wieder W R, Bonan G B, et al. Managing uncertainty in soil carbon feedbacks to climate change[J]. Nature Climate Change, 2016, 6(8): 751−758.

[45] Xiang W, Freeman C. Annual variation of temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition in north peatlands: Implications for thermal responses of carbon cycling to global warming[J]. Environmental Geology, 2008, 58(3): 499−508.

[46] Cai Y, Ma T, Wang Y, et al. Assessing the accumulation efficiency of various microbial carbon components in soils of different minerals[J]. Geoderma, 2022, 407: 115562, doi: 10.1016/j.geoderma.2021.115562.

Effects of saline water irrigation on litter decomposition and soil organic carbon mineralization

HAN Huan[1,2], YUAN Ping[3], LI Congjuan[1], ZHAO Hongmei[3,4]

(1. Key Laboratory of Ecological Safety and Sustainable Development in Arid Lands/National Engineering Technology Research Center for Desert-Oasis Ecological Construction, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Resources and Environment, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, Xinjiang, China; 4. Xinjiang Key Laboratory of Soil and Plant Ecological Processes, Urumqi 830052, Xinjiang, China)

Abstract: Plant litter plays a pivotal role in the material and energy cycles of terrestrial ecosystems, serving as a primary source of plant-derived soil carbon, which is fundamental to the carbon cycle. The decomposition of litter releases CO_2 into the atmosphere, provides nutrients and energy essential for subterranean ecosystems, and significantly contributes to the maintenance of geochemical element cycling. In arid zone ecosystems, moisture serves as a crucial limiting factor, influencing both the abundance and activity of soil microorganisms and the geochemical processes within subsurface ecosystems. In the Taklimakan Desert Botanical Garden, plants are primarily irrigated with saline groundwater to support their growth and development, which in turn affects litter decomposition and the transformation of soil organic carbon. Although research on the effects of saline water irrigation on soil physicochemical properties in desert ecosystems has expanded, studies examining soil organic carbon mineralization and litter decomposition under saline water conditions remain limited. To address this gap, two indoor incubation experiments were conducted to investigate the decomposition characteristics of *Populus euphratica* and *Pyrus betulifolia* litter and the rate of soil organic carbon mineralization under the influence of saline water with varying salt concentrations (0, 7.5 $g \cdot L^{-1}$, 15.0 $g \cdot L^{-1}$, 22.5 $g \cdot L^{-1}$, and 30.0 $g \cdot L^{-1}$). The key findings are as follows: (1) Saline water at different salt concentrations altered soil physicochemical properties. Soil conductivity increased with rising salt concentrations, while pH remained relatively stable. The decomposition rate of litter was influenced by saline water concentration, with the litter mass residual rate of both plant species showing a decreasing trend over time. The litter mass residual rate of *P. betulifolia* increased with higher saline water concentrations, whereas the decomposition of *P. euphratica* was faster than that of *P. betulifolia*. (2) The highest soil organic carbon mineralization rate was observed in the freshwater group with *P. betulifolia* addition, reaching 201.3 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$. This rate decreased with increasing saline water concentration. (3) The addition of litter enhanced soil organic carbon content. After 180 days, the soil organic carbon content was significantly higher with 15.0 $g \cdot L^{-1}$ saline water addition compared to other concentrations. Saline water irrigation inhibited litter decomposition and soil organic carbon mineralization, although moderate saline water concentration (15.0 $g \cdot L^{-1}$) promoted soil organic carbon accumulation. In conclusion, saline water impacts litter decomposition and the accumulation and mineralization of soil organic carbon by altering soil physicochemical properties. These findings provide insights into the ecological value of planted protective forests in the Taklimakan Desert Botanical Garden and along desert highways, and they contribute to future research on carbon sequestration potential in arid zone ecosystems.

Key words: litter decomposition; saline water irrigation; soil organic carbon; mineralization rate